



Arja Asikainen, tutkija, Terveiden ja hyvinvoinnin laitos
Otto Hänninen, erikoistutkija, Terveiden ja hyvinvoinnin laitos
Antti Korhonen, tutkija, Itä-Suomen yliopisto ja Terveiden ja hyvinvoinnin laitos
Heli Lehtomäki, tutkija, Itä-Suomen yliopisto ja Terveiden ja hyvinvoinnin laitos
Isabell Rumrich, tutkija, Itä-Suomen yliopisto ja Terveiden ja hyvinvoinnin laitos
Jarkko Tissari, yliopistotutkija, Itä-Suomen yliopisto

Altistumisen arviointia mittausverkoston avulla

Terveyshaittojen määrittämiseksi tarvitaan mahdollisimman ajantasainen kuva väestön altistumisesta. Ilmanlaadun mittausverkostoissa on toistastaa havaintoasemaa, mutta asemien sijoittelu perustuu osin hot spot -ajatteluun. Osana Ympäristöministeriön aloitteesta toteutettua Ilmansaasteiden terveysvaikutukset -hanketta (ISTE) kehitimme ja testasimme menetelmiä väestöpainotettujen ulkoilmapitoisuuksien arvioimiseksi käyttäen Ilmanlaatuportaalin kautta saatavissa olevia mittausaineistoja vuodelta 2013 ja kuntatason väestötietoja.

Ilmansaasteista erityisesti pienhiukkasten tiedetään aiheuttavan terveyshaittoja ihmisille. Suomessa eriasteisin rajoituksin säänneltyjä ilmansaasteita on 14, joista sitovimmat ilmanlaatuunormit ovat Euroopan Unionin terveyshaittojen ehkäisemiseksi säädetyt raja-arvot (Ilmanlaatuportaali 2016). Suomessa raja-arvot ylittyvät vain harvoin, mutta jo raja-arvoja pienemmällä pitoisuuksilla on vaikutuksia ihmisten terveyteen (Hänninen ym. 2016, Lehtomäki ym. 2015, Lehtomäki 2017). Suomessa ulkoilman saasteet aiheuttavat merkittäviä terveyden menetyksiä sekä noin 1 500 ennenaikaista kuolemantapausta vuosi-

sittain. Terveyshaittoista selvästi suurimman osan aiheuttavat hiukkaset ($PM_{2.5}$ ja PM_{10}). (Lehtomäki ym. 2016.) Ilmansaasteiden terveysvaikutusten arviointia ja torjuntatoimenpiteiden suunnittelua varten tarvitaan tietoa ilmansaasteiden altistustasoista sekä siitä mistä lähteistä ne ovat peräisin.

ISTE-hankkeessa pienhiukkasaltistuksen arvioitiin olleen $6,8 \mu g m^{-3}$. Eri ilmansaasteille käytettävissä olevien asemien määrä vaihteli viidestä kuu-teenkymmeneen ja väestöaltistuksen arvioinnin näkökulmasta asemien maantieteellisessä sijainnissa oli merkittäviä eroja. Paikallisten ja alueellisten ilmanlaatuporttien lisäksi koko väestön altistusta tulisi seurata ja tulokset raportoida sekä tallettaa trendien arviointia varten vuosittain.

Regressiomallilla liikkeelle

ISTE-hankkeessa arvioitiin altistustasot 14 Suomessa säännellylle ilmansaasteelle sekä lisäksi arvioitiin pitoisuudet muutamalle tärkeimmälle terveysvaikutusten arvioinnissa käytetyille indikaattorille (Korhonen ym. 2015). Hiukkasten ($PM_{2.5}$ ja PM_{10}), typidioksidin (NO_2) ja rikkidioksidin

(SO_2) väestöpainotettuja pitoisuuksia päivitettiin ilmanlaadun mittausverkoston aineiston perusteella (**Taulukko 1**) kotimaisten päästölähteiden ja kaukokulkeuman osuuksien arviointia varten (Korhonen 2016). Käytetty vuoden 2013 ilmanlaatuaineisto koostui 52 paikkakunnalla ja 103 mittausasemalla tehdyistä mittauksista. Mittausasemat jaotellaan tyypiltään erilaisiin alueisiin lähiympäristönsä (kaupunki, esikaupunki ja kaupunki) ja lähipäästöjänsä (liikenne, teollisuus ja tausta) perusteella. Suurin osa mittausasemista sijoittuu Etelä-Suomeen ja erityisesti suurimpiin asutuskeskuksiin. Pohjois-Suomen ilmanlaatu mitattiin jatkuvatoimisesti vain maaseututausta-asemilla. (Ilmanlaatuportaali 2016.)

ISTE-hankkeessa väestöpainotettujen pitoisuuksien laskennassa käytettiin yksinkertaista regressiomallia, jossa selittävinä tekijöinä olivat kuntakoh- tainen väestö ja käänteinen etäisyys Keski-Euroopan päästöalueilta. Kään- teisen etäisyyden laskenta valittiin vertaamalla vuosipitoisuuksille saa- tavaa selitysasetta eri lähtöpisteistä. Lähtöpisteinä testattiin Gdanskia, Berliiniä, Pietari ja Helsinkiä, joista Gdansk toimi parhaiten kaukokulkeu- man kuvaajana. Malli oli käyttökelpoinen, kun asemia oli käytettävissä vähintään 20. Käytettyjen tekijöiden avulla pystyttiin mallilla selittämään typidioksidin pitoisuudesta 30 %, otsonin 27 %, hengitettävien hiukkasten 23 % ja pienhiukkasten 20 %. Regres- siomallin tuloksia verrattiin allokatiomalliin, jossa koko maan väestö jaettiin kahteen (kaupunki, maaseutu) tai kolmeen luokkaan (pääkaupunki- seutu, keskikokoiset kaupungit, maa- seutu) ja kussakin luokassa altistus-

Hiukkaset	Asemia n	Pitoisuus $\mu g/m^3$	95 % luottamusväli $\mu g/m^3$
Hiukkasfraktio			
$PM_{2.5}$	23	6,5	5,8 - 7,2
PM_{10}	11	10,7	9,7 - 11,8
Kaasut			
NO_2	16	12,0	9,0 - 15,1
SO_2	12	0,95	0,75 - 1,15

n = altistumisen arviointiin käytettyjen asemien lukumäärä

Taulukko 1. Päivitetyt väestöpainotetut pitoisuudet lähdearviointia varten (Korhonen 2016).

tasot arvioitiin luokkaan sijoittuvien asemien keskiarvona. Regressiomallissa oletettiin, että väestön koko kuvaa tärkeimpien paikallisten lähteiden, kuten liikenteen ja puunpolton vaikutuksia ilmanlaatuun. Allokaatiomallissa kaupungeiksi laskettiin yli 50.000 asukkaan kunnat.

Hiukkasten ($PM_{2.5}$ ja PM_{10}) sekä otsonin ($SOM035'$) kohdalla väestöpainotettujen pitoisuuksien laskennassa huomioitiin Euroopan ympäristökeskuksen (EEA) ja Maailman terveysjärjestön (WHO) arviot vuoden 2012 väestöpainotetuista altistustasoista. Menetelmiä kuvataan tarkemmin muualla (Korhonen ym. 2015). Joidenkin ilmansaasteiden kohdalla (NO_x , SO_2 , TRS ja raskasmetallit) altistumisen arvioinnista jätettiin korkeimman kuormituksen alueita (teollisuus ja liikenne) pois, jos pitoisuudet niissä olivat merkittävästi suurempia muihin ympäristöihin verrattuna (Korhonen ym. 2015).

Paikallisten ja alueellisten lähteiden sekä kaukokulkeuman erittely

Torjuntatoimenpiteiden kohdentamiseksi altistusten jakaminen päästölähteiden aiheuttamiin komponentteihin on keskeistä. Tässä työssä lähteet eroteltiin vain alueellisesti kolmeen luokkaan: kaukokulkeumaan, paikallisiin lähteisiin sekä näiden erotuksena laskettuun muista kuin lähialueen kotimaisista lähteistä syntyvään alueelliseen komponent-

tiin. Kehitetty arviointimenetelmä perustuu asematyyppien välisten pitoisuuksien vertailuun (Lenschow ym. 2001) ja aseman sisäiseen aikasarja-analyysiin (Pakkanen ym. 2000).

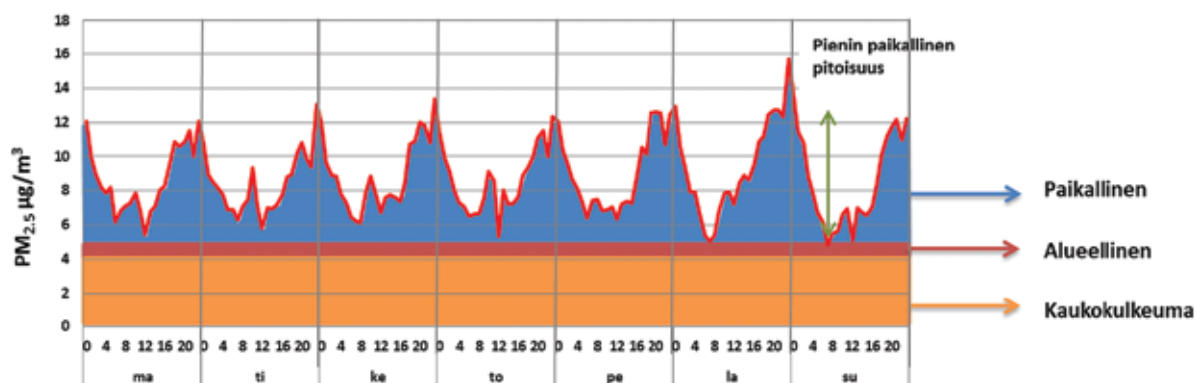
Kaukokulkeumakomponentti arvioitiin käyttäen maaseututausta-asemia ja olettaen kaukokulkeumapitoisuuksien noudattavan käänteisen etäisyyden avulla muodostettua regressiopintaa. Päästöjen lähteenä kokeiltiin useita eri pisteitä, kuten Berliini, Gdansk, Moskova ja Minsk sekä lisäksi testattiin useita leveys- ja pituuspiirejä kaukokulkeuman mallintamiseen. Keski-Euroopasta tulevien päästöjen vaikutus mallinnettiin käyttämällä etäisyytenä leveyspiiriä 54 (Minsk-Rostock linja) ja idästä tulevien päästöjen lähteenä pituuspiiriä 33 (Murmansk-Laatokan itäranta).

Mallissa käytettiin kolmen maaseudun tausta-aseman pitoisuuksia kuvaamaan pitoisuusvaihtelua eteläpohjoissuunnassa-länsisuunnassa. Mallin pohjalta kaukokulkeuman pitoisuudet ekstrapoloitiin jokaiselle Suomen kunnalle. Vuositasolla vuorokauden pitoisuusvaihtelun oletettiin aiheutuvan paikallisten lähteiden päästöistä ja muiden kotimaisien (alueellisten) lähteiden osuus laskettiin asemakohtaisesti mitatun kokonaispitoisuuden, paikallisten lähteiden osuuden ja kaukokulkeuman erotuksena.

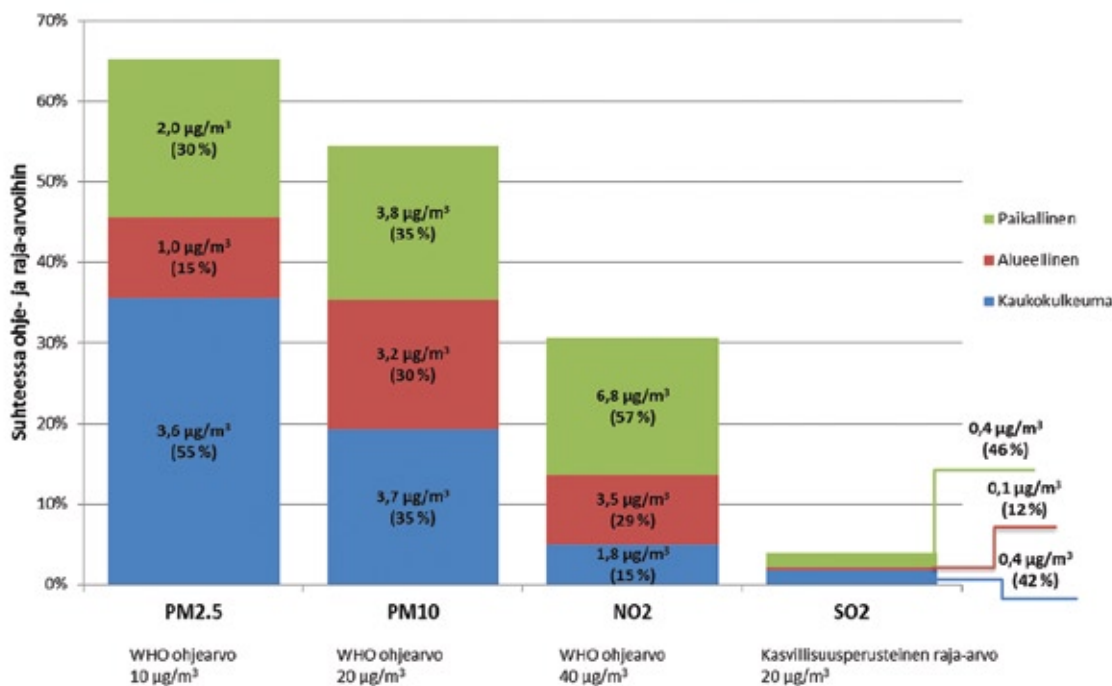
Väestöpainotusaltistuksen arviointia varten toteutettiin allokaatiomallia,

jossa Suomi jaettiin altistustasoiltaan kolmeen luokkaan: pääkaupunkiseutuun, muihin kaupunkeihin (yli 50 000 as.), sekä maaseutuun (alle 50 000 as.). Jokaiselle luokalle laskettiin asemakohtaisessa tarkastelussa tuotettujen pitoisuuksien avulla paikallisten ja alueellisten lähteiden pitoisuudet. Kaukokulkeuma määritettiin kunta-kohtaisista pitoisuusestimaateista. Väestöpainotettu altistustaso sekä lähdeosuudet laskettiin näiden alueiden pitoisuuksien ja väestön määrän avulla.

Pienhiukkasaltistuksesta ($PM_{2.5}$) yli puolet on peräisin kaukokulkeumasta (Kuva 2 sivulla 10). Valtakunnallisesti suurimmat pienhiukkas-pitoisuudet mitattiin liikenneympäristöissä sekä esikaupunkitausta-alueilla, joissa puunpoltto oli merkittävää. Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) ja erityisesti typpidioksidin (NO_2) osalta paikallisten lähteiden merkitys puolestaan korostuu. Typpidioksidin tuloksissa näkyy selvästi paikallisen liikenteen vaikutus pitoisuuksiin. Pienhiukkasten pitoisuus oli WHO:n terveysperusteisesta ohjearvosta noin kaksi kolmasosaa, hengitettävien hiukkasten yli puolet ja typpidioksidin noin kolmasosan. Rikkidioksidin (SO_2) väestöpainotettu altistustaso oli raja-arvoon verrattuna erittäin pieni.



Kuva 1. Pienhiukkas-pitoisuuden viikkotunti-profiili vuonna 2013 puunpolttoympäristössä (Tapanila) ja lähdejakauma.



Kuva 2. Väestöaltistuksen jakautuminen alueellisiin lähdeluokkiin, suhteutettuna WHO:n terveysperusteisiin vuosipitoisuuksien ohjearvoihin (PM_{2,5}, PM₁₀ ja NO₂) ja kasvillisuuden suojelemiseksi säädettyyn raja-arvoon (SO₂) vuonna 2013. Pitoisuuksien (µg/m³) alla soluissa esitetty lähdeosuudet (%) arvioidusta kokonaisaltistuksesta.

Koko väestön altistumisen seuranta tulisi kehittää

Suomessa säänneltyjen ilmansaasteiden pitoisuudet ovat verrattain alhaiset ja ne alittavat usein selvästi ohje- ja raja-arvot. Pienhiukkasten väestöpainotetusta pitoisuudesta suuri osa on kaukokulkeutunutta, kun taas hengitettävien hiukkasten ja varsinkin typpidioksidin kohdalla kotimaisten lähteiden osuus korostuu kokonaisaltistuksesta. Rikkidioksidin väestöpainotettu pitoisuus on kokonaisuudessaan erittäin alhainen.

Ilmanlaadun mittausverkoston asemat sijoittuvat suurimmaksi osaksi suurimpiin asutuskeskuksiin ja eteläiseen Suomeen, missä myös suurin osa väestöstä asuu, mutta tämä tekee harvempaan asuttujen alueiden altistumisen arvioinnin haastavaksi. Joidenkin ilmansaasteiden pitoisuuksia mitataan vain viidellä asemalla koko maassa.

Nykyisin Suomea koskeva, koko mittausverkoston kattava ilmanlaadun raportointi, käsittää vain Ilmanlaatuportaalin kokoamat vuosikeskiarvot asemittain. Tarkemmin mittauksia raportoidaan vain kuntien ilmanlaaturaportteissa, jolloin koko väestön altistuksen seuranta jää ohueksi.

Ilmanlaadun mittausverkostoa olisi perusteltua hyödyntää koko väestön altistusten seurannassa. Joiltakin osin asemien lukumäärää ja sijoittelua voitaisiin tarkentaa altistuksen arvioinnin parantamiseksi.

Lähteet

- Hänninen O (ed), Korhonen A, Lehtomäki H, Asikainen A, Rumrich I, 2016. Ilmansaasteiden terveysvaikutukset. Ympäristöministeriön raportteja 16/2016. ISBN 978-952-11-4604-6 (pdf). 29 ss. Helsinki. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4604-6> (2016-04-13)
- Korhonen A, 2017. Ilmansaastealtistuksen analyysi Suomessa. Pro gradu – tutkielma, Ympäristö- ja biotieteiden laitos, Itä-Suomen yliopisto, Kuopio. http://epublications.uef.fi/organisaatio/luonnontieteiden_ja_metsatieteiden_tiedekunta/ymparisto_ja_biotieteiden_laitos/
- Korhonen A, Asikainen A, Rumrich I, Hänninen O, 2015. Ilmansaasteille altistuminen Suomessa vuonna 2013. ISTE-raportti, Terveysten ja hyvinvoinnin laitos. 50 ss + liitteet. <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe201601122445> (2016-01-13)
- Lehtomäki H, Asikainen A, Rumrich I, Hänninen O, 2015. Ilmansaasteiden tautitaakka Suomessa. ISTE-raportti. Terveysten ja hyvinvoinnin laitos. 45 ss+liitteet. <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe201601122444> (2016-01-13)
- Lehtomäki H, Korhonen A, Asikainen A, Hänninen O, 2016. Ulkoilman saasteiden aiheuttamat terveyshaitat Suomessa. Ympäristö ja terveys lehti (47) 8/2016 s.22–27.
- Lehtomäki H, 2017. Quantification of individual sources of uncertainty in the disease burden estimates of fine particles in Finland. Master's thesis, Department of Environmental and Biological Sciences, University of Eastern Finland, Kuopio, Finland. (<http://urn.fi/urn:nbn:fi:uef-20170370>)
- Lenschow P, Abraham H-, Kutzner K, Lutz M, Preuß J- & Reichenbacher W. 2001. Some ideas about the sources of PM10. Atmospheric Environment 35, Supplement 1, S23-S33.
- Pakkanen TA, Kerminen V, Ojanen CH, Hillamo RE, Aarnio P & Koskentalo T. 2000. Atmospheric black carbon in Helsinki. Atmospheric Environment 34 (9), 1497-1506.